

PREMIÈRE OBSERVATION DU GENRE *CYLINDROSPERMOPSIS* (CYANOPHYCEAE, NOSTOCALES) EN FRANCE

Alain COUTÉ¹, Maria LEITAO² and Christian MARTIN³

¹ Laboratoire de Cryptogamie, Muséum National d'Histoire Naturelle,
12, rue Buffon, F-75005 Paris, France. Auteur à qui la correspondance doit être adressée.

² Bi-Eau, 14, rue Volney F-49000 Angers, France.

³ Laboratoire de Biologie des Organismes et des Écosystèmes,
Université de Franche-Comté, F-25030 Besançon Cedex, France.

ABSTRACT - *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju (Cyanophyceae) was found for the first time in France in a pond located in the neighbourhood of Paris. Structural and morphological features of the alga, and the environmental factors during its bloom are described. The peak level of its development ($4 \cdot 10^8$ trichomes per liter) occurs in September when the temperature of water exceeds 28° C. Main characteristics of this water body are: high level of sulphates (SO_4^{2-} ranging from 495 to 987 mg l⁻¹), high conductivity ($> 1.5 \text{ mS cm}^{-1}$) and low concentrations in nitrates (less than 0.5 mg l⁻¹). The origin and the spreading of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Paris area and its potential toxicity are discussed.

RÉSUMÉ - La Cyanophycée *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju a été observée pour la première fois en France, dans un étang situé en zone périurbaine à une vingtaine de kilomètres de Paris. La morphologie détaillée de cette algue est décrite, ainsi que les conditions de milieu accompagnant sa prolifération. Celle-ci culmine en septembre, avec des concentrations de plus de $4 \cdot 10^8$ trichomes par litre, après un réchauffement important de l'eau (température supérieure à 28° C). La chimie de l'eau est caractérisée par de fortes valeurs des concentrations en sulfates (SO_4^{2-}) comprises entre 495 et 987 mg l⁻¹, une forte conductivité ($> 1,5 \text{ mS cm}^{-1}$) et de faibles teneurs en nitrates (inférieures à 0,5 mg l⁻¹). L'origine et le devenir de l'algue dans la région parisienne sont discutés, ainsi que sa toxicité potentielle.

KEY WORDS : Cyanobacteria, *Cylindrospermopsis raciborskii*, new record, ecology.

INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, les étangs des communes de Viry-Châtillon et de Grigny sont sujets à des phénomènes d'eutrophisation marquée se traduisant par des proliférations massives de phytoplancton. Cette situation inquiétante a incité le Conseil Général de l'Essonne à engager une étude assidue de plusieurs de ces plans d'eau à partir de 1994. Dans les échantillons prélevés en 1994, dans l'étang des Francs-Pêcheurs, a été

observée une algue filamenteuse unisériée inhabituelle représentant, la plupart du temps, une forte biomasse et ce, pendant une longue période de l'année. L'algue en question appartient au genre *Cylindrospermopsis* Seenayya & Subba Raju, non signalé en France et connu pour être toxique par son espèce *C. raciborskii* (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju. Il était intéressant d'identifier précisément cet organisme et d'essayer de caractériser les conditions écologiques favorables à son développement. Ces deux points furent donc retenus comme objectifs de la présente étude.

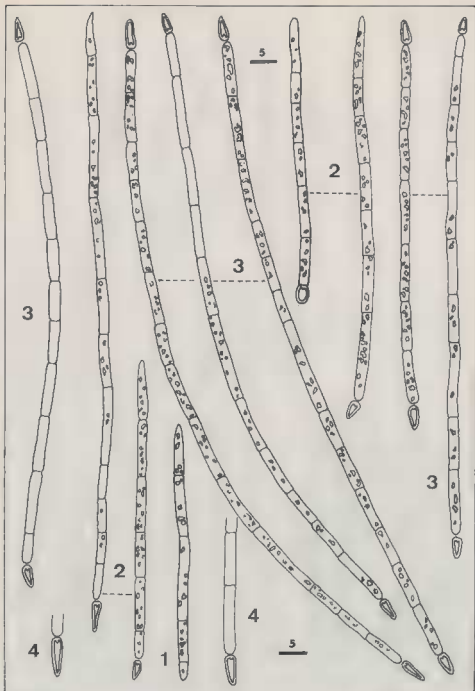
MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'étang des Francs-Pêcheurs est une ancienne sablière située à environ vingt-cinq kilomètres au sud de Paris sur la commune de Viry-Châtillon. Malgré la forte urbanisation de son bassin versant, son environnement immédiat est peu dénaturé et aucun rejet polluant ne semble s'y déverser. Cet étang est un domaine privé, réservé au seul loisir de la pêche. Son alimentation en eau est essentiellement assurée par des sources sous-jacentes et aucun affluent ou émissaire de surface n'est présent. La superficie de l'étang des Francs-Pêcheurs représente 1,5 hectare pour un volume de $37,10^3 \text{ m}^3$. Sa profondeur moyenne avoisine les deux mètres avec un maximum à 3,2 mètres. Les berges ne sont pas plantées d'arbres et la colonisation des abords par les phanérogames aquatiques reste discrète.

La période durant laquelle l'échantillonnage a été réalisé, s'étale entre le 1^{er} mars et le 6 octobre 1994. La fréquence des prélèvements a été mensuelle sauf durant les mois de juillet et août où elle est devenue bimensuelle. Les récoltes d'eau brute ont été effectuées à 0,3 m sous la surface au centre de l'étang, directement à l'aide de flacons de 1 litre à large col. Les échantillons destinés à l'analyse phytoplanctonique ont été fixés sur place, à l'aide de formaldéhyde, alors que ceux devant permettre l'étude de la qualité de l'eau ont été ramenés tels quels pour traitement en laboratoire. Les paramètres suivants ont ainsi été analysés selon les méthodes AFNOR (1994) : ammonium (NH_4^+), azote Kjeldahl (Ntk), calcium (Ca^{2+}), carbonates (HCO_3^-), carbone organique total (COT), chlorophylle *a* et pigments, chlorures (Cl^-), Demande Biologique en Oxygène 5 jours (DBO_5), matières en suspension (MES), nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), orthophosphates (PO_4^{3-}), phosphore total (Ptot.) et sulfates (SO_4^{2-}). Lors de chaque récolte, la conductivité, l'oxygène dissous, le pH, le potentiel redox et la température ont été mesurés *in situ* le long d'un profil vertical à l'aide d'électrodes spécifiques. Les données sur la transparence ont été obtenues à l'aide du disque de Secchi. Les variations des peuplements algaux ont été étudiées selon la méthode d'Utermöhl (1958).

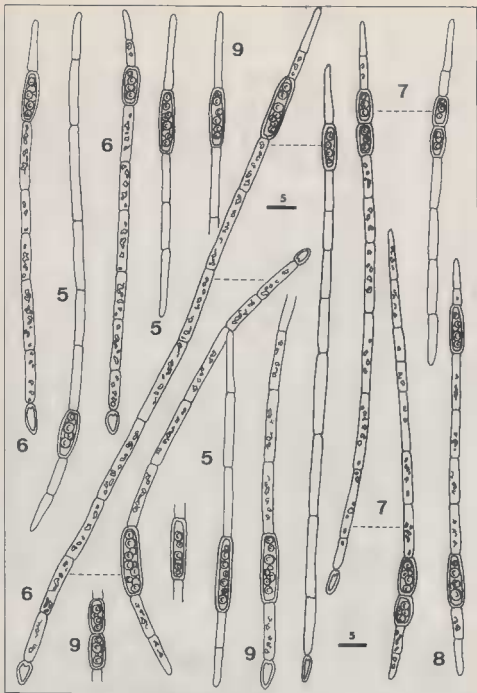
RÉSULTATS

Description de l'algue de l'étang des Francs-Pêcheurs : trichomes fins unisériés (Fig. 1 à 9) ($L_{\text{max}} = 140 \mu\text{m}$). Cellules végétatives cylindriques ($L = 8-15 \mu\text{m}$; diamètre = $1,5-2 \mu\text{m}$), peu ou pas constrictées aux cloisons, à contenu bleu-vert pâle; parfois vacuoles gazeuses à distribution irrégulière. Hétérocystes effilés en pointe ($L = 3-7 \mu\text{m}$; diamètre = $1,5-2 \mu\text{m}$), un à chaque extrémité des trichomes (Fig. 3) qui parfois n'en présentent qu'un (Fig. 2) ou même pas du tout (Fig. 1). Akinètes (observés seulement en septembre 1994) non contigus aux hétérocystes, cylindriques ($L = 7-18 \mu\text{m}$; diamètre = $3-5 \mu\text{m}$) ou renflés dans la région médiane, solitaires (Fig. 5 et 6) ou au nombre de deux, isolés l'un de l'autre (Fig. 8) ou accolés (Fig. 7).



Figures 1 à 4. *Cylandrospermopsis raciborskii*. 1 : trichome sans hétérocyste ni akinète ; 2 : trichomes avec un seul hétérocyste et sans akinète ; 3 : trichomes avec deux hétérocystes, un à chaque apex ; 4 : deux extrémités de trichomes. Les vacuoles gazeuses ne sont pas représentées dans tous les trichomes. Les échelles sont exprimées en micromètres.

Figures 1 to 4. *Cylandrospermopsis raciborskii*. 1: trichome without either heterocyst or spore; 2: trichomes with a single heterocyst and without spore; 3: trichomes with one heterocyst at each apex. 4: Two tips of trichomes. All the gas vacuoles are not shown. The scales are expressed in micrometers.



Figures 5 à 9. *Cylandropermopsis raciborskii*. 5 : trichomes sans hétérocyste mais avec un akinète ; 6 : trichomes à un hétérocyste et un akinète ; 7 : trichomes avec ou sans hétérocyste avec deux akinètes contigus ; 8 : trichome sans hétérocyste avec deux akinètes non contigus ; 9 : fragments de trichomes. Les vacuoles gazeuses ne sont pas représentées dans tous les trichomes. Les échelles sont exprimées en micromètres.

Figures 5 to 9. *Cylandropermopsis raciborskii*. 5: trichomes without heterocyst, but with a single spore; 6: trichomes with a single heterocyst and a single spore; 7: trichomes with or without heterocyst and with two contiguous spores; 8: trichome without heterocyst, but with two separate spores; 9: parts of trichomes. All the gas vacuoles are not shown. The scales are expressed in micrometers.

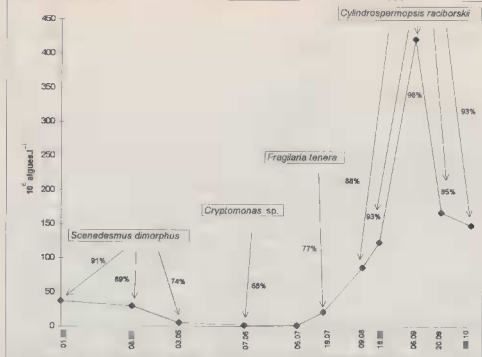


Figure 10. Evolution du phytoplancton de l'étang des Francs-Pêcheurs en 1994, avec mention des espèces dominantes.

Figure 10. Changes in algal density during 1994 at *Francs-Pêcheurs* lake, with mention of dominant species.

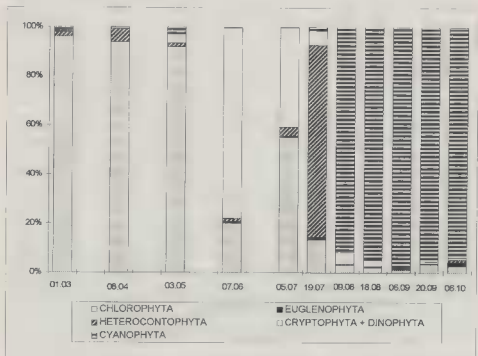


Figure 11. Evolution et répartition par embranchements du phytoplancton de l'étang des Francs-Pêcheurs en 1994.

Figure 11. Compositional changes in phytoplankton of *Francs-Pêcheurs* lake during 1994, in percentage of the algal divisions.

Les fluctuations des peuplements phytoplanctoniques sont données ici seulement pour les taxons les plus abondants et concernent essentiellement l'algue bleue *Cylindrospermopsis*. Les premiers exemplaires de cet organisme ont été observés sur le site le 19 juillet 1994, en faible concentration (moins de 1 % du peuplement d'algues). Sa population s'est accrue rapidement pour atteindre, dès le 9 août 1994, 88 % du total phytoplanctonique ($79 \cdot 10^6$ trichomes par litre). Elle n'a cessé d'augmenter jusqu'au 6 septembre, date à laquelle une valeur exceptionnelle du nombre d'algues a été observée ($421,8 \cdot 10^6$ individus par litre dont $413,6 \cdot 10^6$ trichomes de *Cylindrospermopsis*, soit 96 % du total des algues). L'eau des récoltes avait alors un aspect trouble laiteux et, après un temps de repos, se différenciait, au voisinage immédiat de sa surface, une couche dense d'un vert pâle. A partir du 6 septembre et jusqu'au 6 octobre, date de la dernière campagne de prélèvement, les effectifs algaux totaux ont sensiblement régressé, toutefois *Cylindrospermopsis* est demeuré très présent avec encore $139,6 \cdot 10^6$ trichomes par litre. La figure 10 montre l'évolution du phytoplancton dans l'étang des Francs-Pêcheurs durant la période de l'étude et fait ressortir les dominances spécifiques. La succession des différentes divisions d'algues est illustrée par la figure 11. De mars à mai, prédomine *Scenedesmus dimorphus* (Turpin) Kützing (Chlorophyta), avec $33,810^6$ individus par litre, soit 91 % du peuplement total, le 1^{er} mars 1994. Dans ces conditions, toutefois, l'organisation cénobiale est perturbée, les algues n'étant constituées que de deux, voire même d'une seule cellule. A la même époque, une autre algue verte, *Monoraphidium contortum* (Thuret) Kom.-Legn., toujours présente dans le milieu pendant l'étude, s'est également développée de façon conséquente ($1,6 \cdot 10^6$ individus par litre le 1^{er} mars 1994). Les mois de juin et juillet apparaissent caractérisés par une relative pauvreté algale où se manifeste prioritairement un *Cryptomonas* (Cryptophyta) dont, malheureusement, l'état de conservation n'a pas permis l'identification. Le 19 juillet, *Fragilaria tenera* (W. Smith) Lange-Bertalot (Diatomophyceae) a pris le dessus sur les autres taxons ($16,6 \cdot 10^6$ algues par litre) pour être, ensuite, totalement surpassée, le 9 août, par le genre *Cylindrospermopsis*. Les principales algues accompagnatrices rencontrées, par ailleurs, ont été *Oscillatoria redekei* Van Goor (= *Limnothrix redekei* (Van Goor) Melsert) (Cyanophyceae), *Peridiniopsis elpatiewski* (Ostenfeld) Bourrelly (Dinophyceae) et *Tetraedron minimum* (A. Braun) Hansgirg (Chlorophyceae), qui, toutefois, restent très minoritaires dans le cortège floristique du phytoplancton de l'étang. Il convient de noter qu'à Viry-Châtillon, l'apparition de *Cylindrospermopsis* est associée à la fois à une faible diversité du peuplement algal et à une grande banalité de la composition phytoplanctonique générale.

Les résultats des mesures des variables caractérisant la physico-chimie de l'eau sont regroupés dans les tableaux 1 et 2. L'évolution spatio-temporelle des températures (Fig. 12A, tableau 1) montre qu'il existe peu de différence entre les températures de fond et de surface, vraisemblablement en raison de la faible profondeur de la sablière et des phénomènes de turbulence. Pour la période correspondant au bloom de *Cylindrospermopsis*, les valeurs varient de $14,6^\circ \text{C}$ (le 6 octobre 1994) à $28,5^\circ \text{C}$ (le 9 août 1994). Le pH, durant le même laps de temps, fluctue entre 5,80 et 8,62. Toutefois, les données inférieures à 7 n'ont été observées que le 6 septembre 1994. Elles pourraient être la conséquence d'un traitement phytosanitaire des berges effectué peu avant la campagne de prélèvements. Les valeurs fortement négatives du potentiel d'oxydo-réduction enregistrées, entre juillet et septembre, dans les eaux au contact du sédiment, laissent supposer l'existence de conditions de mobilisation du phosphore sédimentaire et de sa diffusion dans la masse d'eau. Les teneurs en oxygène dissous diminuent aussi très sensiblement au voisinage du fond ($-2,5$ à $-3,5 \text{ m}$) dès le mois d'avril pour être quasiment nulles jusqu'en novembre (Fig 12B, tableau 1). La conductivité affiche des valeurs très élevées (tableau 1), entre 1,4 et $1,9 \text{ mS cm}^{-1}$.

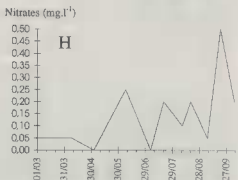
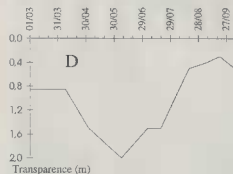
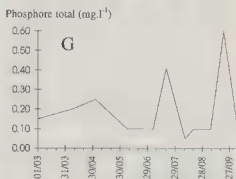
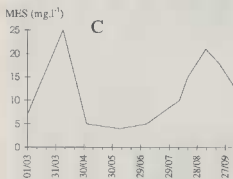
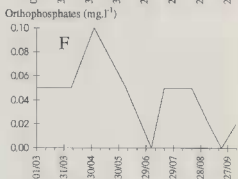
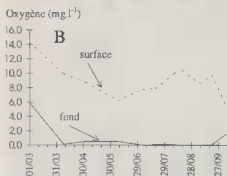
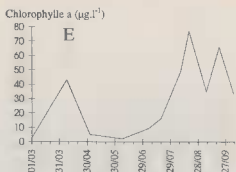
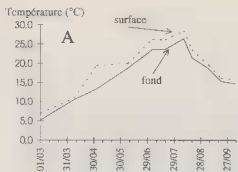


Figure 12. Evolution saisonnière de huit variables de la physico-chimie des eaux de l'étang des Francs-Pêcheurs en 1994.

Figure 12. Seasonal variations of 8 physico-chemical parameters of *Francs-Pêcheurs* lake during 1994.

Selon Nisbet & Verneaux (1970) et Meybeck (1983), de tels résultats sont notés lors de fortes pollutions ou dans le cas d'une importante minéralisation des eaux (eaux sulfatées par exemple). L'étang des Francs-Pêcheurs ne fait pas l'objet d'apports en matières organiques marquées ; par contre les teneurs en sulfates, toujours supérieures à 495 mg l⁻¹ et jusqu'à 987 mg l⁻¹ (tableau 2) constituent, avec la conductivité importante, les caractères physico-chimiques typiques des eaux du site. Ces propriétés sont sans doute dues à l'origine souterraine des eaux d'alimentation et à leur écoulement sur les séries marneuses et marno-gypseuses de l'*Éocène supérieur* et du *Bartonien supérieur* (*Ludien E7b*). Comme le montrent les teneurs en phosphore, les potentialités trophiques du système sont remarquables et permettent de le classer dans la catégorie des lacs hypereutrophes. La valeur moyenne des concentrations de chlorophylle *a* (30,68 µg l⁻¹ ; Fig 12E et tableau 2) indique que les algues profitent pleinement de ces capacités du plan d'eau. Soulignons le fait que les taux de chlorophylle *a* dosés ne dépassent pas 66 µg l⁻¹ (le 20.09) ce qui paraît modéré relativement à la forte concentration algale (167,5 10⁶ algues par litre à cette date). Les teneurs des formes azotées, enregistrées sur l'eau de subsurface, restent faibles (NO₃⁻, teneurs inférieures à 0,5 mg l⁻¹).

DISCUSSION

Par ses dimensions cellulaires, la forme des hétérocystes et la très faible constriction au niveau des cloisons, le *Cylindrospermopsis* récolté dans l'étang des Francs-Pêcheurs se distingue de *C. africana* Komarek & Kling et de *C. cuspir* Komarek & Kling. La morphologie rectiligne de ses trichomes le différencie de deux autres espèces au contour spiralé, *C. catemaco* Komarkova-Legnerova & Tavera et *C. philippinensis* (Taylor) Komarek. Par contre, la dernière espèce connue actuellement, *C. raciborskii* (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju correspond bien au taxon de Viry-Châtillon.

C. raciborskii a été décrit pour la première fois par Woloszynska (1912), sous le nom d'*Anabaenopsis*, sous-section du genre *Anabaena* Bory. Elevé au rang de genre (Miller, 1923), son statut a été controversé par la suite. Seenayya & Subba Raju (1972) en ont fait un nouveau genre, *Cylindrospermopsis*, non reconnu par Jeeji-Bai *et al.* (1977) s'appuyant sur les observations d'Obuchova & Kosenko (1964), mais accepté par Horecka & Komarek (1979), Bourrelly (1985) et Komarek & Anagnostidis (1989).

C. raciborskii a une répartition surtout pantropicale (Argentine : Zalocar de Domitrovic, 1990, 1992, 1993 ; Australie : Hawkins *et al.*, 1985 ; Birmanie : Skuja, 1949 ; Brésil : Branco & Senna, 1991 ; Cuba : Komarek, 1984 ; Egypte : Brunthaler, 1914 ; Inde : Naïr, 1967 ; Seenayya & Subba Raju, 1972 ; Singh, 1962 ; Indonésie : Woloszynska, 1912 ; Nigeria : Inevbore, 1967 ; Ouganda : Komarek & Kling, 1991 ; les Philippines : Taylor, 1932 ; Venezuela : Lewis, 1986) mais a aussi été récolté en pays tempérés (Allemagne : Wiedner *et al.*, 1996 ; Autriche : Claus, 1961 ; Dokulil, 1996 ; Grèce : Skuja, 1937 ; Hongrie : Hamar, 1977 ; Horecka & Komarek, 1979 ; Padisak, 1996 ; Roumanie : Horecka & Komarek, 1979 ; Slovaquie : Hindak, 1988 ; Tchécoslovaquie : Horecka & Komarek, 1979 ; URSS : Kogan, 1956, 1967 en Turkménie ; Obuchova & Kosenko, 1964, au Kazakstan ; USA : Hill, 1970, au Minnesota ; Prescott & Andrews, 1955, au Kansas).

En France, ce taxon n'avait jamais été signalé jusqu'à présent. Avec l'Allemagne, l'Autriche et la Slovaquie, Viry-Châtillon est une des stations les plus septentrionales de l'hémisphère nord. L'étang des Francs-Pêcheurs, surveillé depuis 1993 du point de vue phytoplanctonique, n'avait pas révélé, jusqu'en 1994, la présence de *C. raciborskii*. Ou bien l'algue était indigène, faisant partie du phytoplancton local mais en quantité si faible

qu'elle serait passée jusque là inaperçue ; les conditions environnementales de 1994 pourraient lui avoir permis de proliférer. L'introduction peut également être envisagée, mais par quel vecteur ? L'essentiel de l'alimentation en eau de l'étang provient de la nappe phréatique, ce qui élimine l'hypothèse d'une contamination par le réseau hydrographique ou les rejets sauvages d'eau douce d'aquarium tropical. La gestion de l'étang, assurée par une société de pêche seule à y pratiquer son activité, l'alevinage, pourrait aussi être la cause de l'introduction. Les oiseaux migrateurs peuvent également être incriminés d'autant que les peuplements de *C. raciborskii* d'Allemagne, d'Autriche, de Hongrie ou de Slovaquie sont à des distances modestes de la région parisienne.

Parmi les nombreux travaux faisant référence à la présence de *C. raciborskii* peu fournissent des informations sur les conditions écologiques des milieux colonisés et sur l'importance de la biomasse développée par cette algue. En ce qui concerne les conditions environnementales, quelques paramètres peuvent être comparés aux résultats obtenus sur l'étang des Francs-Pêcheurs. Ainsi, pour la température de l'eau, on relève des valeurs de 18 à 30° C, le « bloom » se produisant le plus souvent à des températures égales ou supérieures à 26° C (pour les pays tempérés, voir Horecka & Komarek, 1979 ; Prescott & Andrews, 1955 ; et pour les pays tropicaux ou subtropicaux, Branco & Senna, 1994 ; Imevbore, 1967 ; Komarek, 1984 ; Seenayya & Subba Raju, 1972 et Singh, 1962). Ces températures coïncident avec celles du « bloom » de l'étang des Francs-Pêcheurs. On peut en conclure que *C. raciborskii* se développe de façon explosive entre 26 et 30° C, indépendamment de la localisation géographique. Les informations concernant le pH, moins nombreuses, montrent des variations entre 6 et 10, avec une dominante au delà de 8 (Branco & Senna, 1994 ; Horecka & Komarek, 1979 ; Imevbore, 1967 ; Prescott & Andrews, 1955 ; Seenayya & Subba Raju, 1972 et Singh, 1962), conditions analogues à celles de l'étang des Francs-Pêcheurs. La valeur isolée de 6,05 du 6 septembre est à considérer comme un artefact. La multiplication active de *C. raciborskii* est donc associée à un milieu nettement basique. L'interprétation des rares données concernant les autres paramètres physico-chimiques des milieux est malaisée, les méthodes de mesure mises en oeuvre étant rarement précisées, et les unités pour exprimer les résultats, souvent hétérogènes. Quoi qu'il en soit, quelques remarques peuvent être faites à propos de la teneur en oxygène dissous. Ainsi, les valeurs mentionnées fluctuent entre 7,5 et 12,7 mg l⁻¹ (voir Branco & Senna, 1994 ; Horecka & Komarek, 1979 ; Prescott & Andrews, 1955) sans précisions relatives au pie des blooms. Dans l'étang des Francs-Pêcheurs, durant la période de prolifération de *C. raciborskii*, la teneur en oxygène dissous en surface avoisine 10 mg l⁻¹ et ne présente pas de différence notable par rapport aux mois précédents. Cependant, la couche profonde tend à l'anoxie. *C. raciborskii* produit sans doute une quantité importante d'oxygène par une photosynthèse active. Mais, malgré une relative homogénéité thermique du lac, cette oxygénation ne se propage pas en profondeur où le milieu reste très déficitaire. Enfin, si beaucoup d'auteurs considèrent les milieux où *C. raciborskii* s'est manifesté comme eutrophes, trop peu donnent d'explications à ce sujet. On peut cependant signaler, à propos de l'étang des Francs-Pêcheurs, que le fort gradient de l'oxygène dissous favorise l'anaérobiose au niveau du sédiment et, par conséquent, la libération du phosphore, d'autant plus que les températures sont élevées (Harper, 1992). Les teneurs en nitrates et en orthophosphates dosés dans l'eau libre de subsurface, ne reflètent probablement pas le stock réel du lac en nutriments. En effet, le développement d'une espèce algale, manifestement très bien adaptée aux conditions locales (*C. raciborskii*), doit entraîner une assimilation immédiate des nutriments disponibles, engendrant ainsi un recyclage très rapide de ces éléments. La concentration en phosphore total (jusqu'à 0,6 mg l⁻¹) atteste de son utilisation par la biomasse algale. Outre les conditions de température

élevée, cette algue pourrait être avantagée par de faibles teneurs en azote. Ses hétérocystes lui permettent de fixer l'azote atmosphérique et pourraient lui procurer un avantage stratégique vis à vis de cet élément (Reynolds, 1984). Signalons également que, dans le milieu, le rapport $\text{NO}_3^-/\text{PO}_4^{3-}$ évolue entre 2 et 10 pour la période concernée alors que Seenayya & Subba Raju (1972) mesurent entre 50 et 80.

Si Viry-Châtillon est le premier site en France où *C. raciborskii* est découvert, la prolifération qui s'y est manifestée, avec son pic de $4,13 \cdot 10^8$ individus par litre est, quantitativement, aussi la plus importante de celles mesurées jusqu'à présent. En effet, parmi les données disponibles, on note pour le lac Balaton (Hongrie, Padisak *et al.*, 1984), 10^8 trichomes par litre, plusieurs dizaines de millions par litre au Brésil (Branco & Senna, 1994) et $3,6 \cdot 10^6$ pour la rivière Tisza en Hongrie (Hamar, 1977). L'expansion en Europe occidentale de *C. raciborskii* et l'importance de sa prolifération en France, en 1994, sont préoccupantes. Ce Cyanoprocaryste, considéré comme responsable de l'intoxication d'un certain nombre de personnes par le biais de l'eau de boisson à Pahu Island sur la côte N.E. de l'Australie (Hawkins *et al.*, 1985), élabore la cylindrospermopsine, alcaloïde pouvant intervenir sur la santé humaine comme hépatotoxine (Hawkins *et al.*, 1985 ; Ohtani *et al.*, 1992). Les expérimentations menées sur des souris ont montré une DL 50 à 24 h de 64 ± 5 mg de culture lyophilisée par kilogramme d'animal. Les lésions observées concernent le foie mais aussi d'autres organes comme les reins, les poumons ou l'intestin. La découverte de *C. raciborskii*, pour la première fois en France, ne présente donc pas simplement un intérêt taxinomique ou biogéographique, mais elle soulève un problème de santé humaine. La localisation du site colonisé, au voisinage immédiat de Paris, tout particulièrement des communes de Choisy le Roi et d'Ivry sur Seine où sont installées d'importantes stations de traitement d'eau pour la consommation, incite à une vigilance particulière. Un suivi attentif de la situation biologique de l'étang des Francs-Pêcheurs apparaît donc comme une priorité. Il faut reconnaître que dans trois autres étangs contigus étudiés en parallèle, cette algue n'a pas été détectée jusqu'à présent. En cas de nouvelle prolifération, une recherche de la toxine sur le site serait indispensable.

MERCIEMENTS — Les auteurs remercient Monsieur LEROY responsable de la cellule eau du Conseil Général du Département de l'Essonne, Monsieur GROS, directeur de l'INDERA qui a pris en charge la réalisation des analyses chimiques et Monsieur DESPERTS (INDERA). L'algue a été rencontrée au cours de l'étude de réhabilitation et de mise en valeur des étangs de Viry-Châtillon et de Grigny financée par le Conseil Général de l'Essonne, la Région Ile de France et l'Agence de l'Eau Seine-Normandie.

RÉFÉRENCES

- AFNOR, 1994. *Recueil de Normes Françaises pour l'analyse des eaux*. Paris, AFNOR, 862 p.
- BOURRELLY P., 1985. — *Les algues d'eau douce. III. Les algues bleues et rouges, les Eugléniens, Périidiniens et Cryptomonadines*. Paris, Boubée & Cie, 2nd éd., 606 p.
- BRANCO C.W.C. & SENNA P.A.C., 1991. — The taxonomic elucidation of the Paranao lake problem : *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique* 61 : 85-91.
- BRANCO C.W.C. & SENNA P.A.C., 1994. — Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranao reservoir, Brasilia, Brazil. *Algological Studies* 75: 85-96.

- BRUNNTHALER J., 1914 — Beitrag zur Süßwasseralfgenflora von Ägypten. *Hedwigia* 54: 219-225.
- CLAUS G., 1961 — Contributions to the knowledge of the Blue-green algae of the Salzlackengebiet in Austria. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 46 (4) : 514-541.
- DOKULIL M.T., 1996 — *Eutrophication and restoration of an urban lake in Vienna. Changes in stable states*. 10th Workshop I.A.P. 21-29 June 1996. Granada.
- HAMAR J., 1977 — Data on knowledge of the blue-green alga *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. *Tiscia (Szeged)* 12 : 17-20.
- HARPER D., 1992 — *Eutrophication of freshwaters — principles, problems and restoration*. London, Chapman & Hale, 327 p.
- HAWKINS P.R., RUNNEGAR M.T.C., JACKSON A.R.B. & FALCONER I.R., 1985 — Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *Applied Environmental Microbiology* 50 (5): 1292-1295.
- HILL H., 1970 — *Anabaenopsis raciborskii* Woloszynska in Minnesota lakes. *Journal of the Minnesota Academy of Science* 36 (2-3): 80-82.
- HINDAK F., 1988 — Planktic species of two related genera *Cylindrospermopsis* and *Anabaenopsis* from Western Slovakia. *Algological Studies* 50-53: 283-302.
- HOURECKA M. & KOMAREK J., 1979 — Taxonomic position of three planktonic blue-green algae from the genera *Aphanizomenon* and *Cylindrospermopsis*. *Preslia (Praha)* 51: 289-312.
- IMEVBORE A.M.A., 1967 — Hydrology and plankton of Fleiyele reservoir, Ibadan, Nigeria. *Hydrobiologia* 30 (1): 154-176.
- JEEJI-BAI N., HEGEWALD E. & SOEDER C.J., 1977 — Revision and taxonomic analysis of the genus *Anabaenopsis*. *Algological Studies* 18: 3-24.
- KOGAN S.Y., 1956 — Species algarum curiosae e Turkmenia. *Notulae Systematicae e Sectione Cryptogamica Instituti Botanici Academiae Scientiarum USSR, Moskwa* 2: 33-35.
- KOGAN S.Y., 1967 — Species novae cyanophytorum e generibus *Anabaena*, *Anabaenopsis* et *Raphidiopsis* in canale Karakumico (Turcomania) inventae. *Notulae Systematicae e Sectione Cryptogamica Instituti Botanici Academiae Scientiarum USSR, Moskwa*, 3: 3-11.
- KOMAREK J., 1984 — Sobre las cianofíceas de Cuba : (3) Especies planctónicas que forman florecimientos de las aguas. *Acta Botanica Cubana* 19: 1-33.
- KOMAREK J. & ANAGNOSTIDIS K., 1989 — Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 — Nostocales. *Algological Studies* 56: 247-345.
- KOMAREK J. & KLING H., 1991 — Variation in six planktonic cyanophyte genera in lake Victoria (East Africa). *Algological Studies* 61: 21-45.
- LEWIS W.M. Jr., 1986 — Phytoplankton succession in lake Valencia, Venezuela. *Hydrobiologia* 138 (2): 189-203.
- MEYBECK M., 1983 — Atmospheric inputs and river transport of dissolved substances. In : *Dissolved Loads of River and Surface Water Quantity/Quality Relationships*. Proceedings Hamburg Symposium, August 1983. IAHS Pub. n°141, pp. 173-191.
- MILLER V.V., 1923 — K sistematike roda *Anabaena* Bory (Zur Systematik der Gattung *Anabaena* Bory). *Russky Archiv Protistologii Oshsch.* 2: 116-126.
- NAIR G.U., 1967 — The Nostocaceae of Kanpur. II. *Hydrobiologia* 30 (1): 145-153.
- NISBET M. & VERNEAUX J., 1970 — Composantes chimiques des eaux courantes. *Annales de Limnologie* 6 (2): 161-190.
- OBUCHOVA V.M., & KOSENKO E.P., 1964 — Species novae *Anabaenopsis* (Wolosz.) Miller. *Botanicheskige Materialy Gerbariya Instituta botaniki Akademii Nauk Kazakhsksi SSR* 2: 74-85.
- OHTANI I., MOORE R.E. & RUNNEGAR M.T.C., 1992 — Cylindrospermopsine: a potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Journal of American Chemical Society* 114: 7941-7942.
- PADISAK J., 1996 — Occurrence of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. in the pond Tómalom near Sopron, Hungary. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 36 (1-4): 163-165.

- PADISAK J., TOTJI G.L. & VÖRÖS L., 1984 — *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. bloom in lake Balaton in the summer and autumn of 1982. *B.F.B. Bericht* 51: 77-81.
- PRESCOTT G.W. & ANDREWS T.F., 1955 — A new species of *Anabaenopsis* in a Kansas lake with notes on limnology. *Hydrobiologia* 7 (1-2): 60-63.
- REYNOLDS C.S., 1984 — *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge studies in ecology, Cambridge, 384 p.
- SEENAYYA G. & SUBBA RAJU, 1972 — In: Desikachary (ed.), *Taxonomy and Biology of Blue-green Algae*. Univ. Madras, pp. 52-57.
- SINGH R.N. 1962 — Seasonal variants of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. *Hydrobiologia* 20 (1): 87-91.
- SKUJA H., 1937 — Süßwasseralgen aus Griechenland und Kleinasien. *Hedwigia* 77: 15-70.
- SKUJA H., 1949 — Zur Süßwasseralgenflora Burmas. *Nova Acta Regiae Societatis Scientiarum Upsaliensis*, Ser. 4. 14 (5): 1-188, 37 pls.
- TAYLOR W.R., 1932 — Notes on the genus *Anabaenopsis*. *American Journal of Botany* 19: 454-463.
- UTERMÖHL H., 1958 — Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 9: 1-38.
- WIEDNER C., NIXDORF B. & ZIPPEL P., 1996 — *Phytoplankton succession in five lakes with different hydrography, morphology and trophic conditions located in the Scharmützelsee region (East Brandenburg, Germany)*. 10th Workshop I.A.P. 21-29 June 1996, Granada.
- WOLOSZYNSKA J., 1912 — O glonach planktonowych niektórych jezior jawanskich, z uwzględnieniem glonów Sawy. Das Phytoplankton einiger javanischer Seen mit Berücksichtigung des Sawa-Planktons. *Bulletin International de l'Académie des Sciences de Cracovie. Classe des Sciences Mathématiques et Naturelles*. 6B: 649-709.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC Y., 1990 — Efecto de las fluctuaciones del nivel idrometrico sobre el fitoplancton en tres lagunas islenas en el area de la confluencia de los rios Parana y Paraguay. *ECOSUR* 16: 13-29.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC Y., 1992 — Fitoplancton de ambientes inundables del rio Parana (Argentina). *Revue Hydrobiologie Tropicale* 25 (3): 177-188.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC Y., 1993 — Fitoplancton de una laguna vegetada por *Eichhornia crassipes* en el valle de inundacion del rio Parana (Argentina). *Ambiente Sutropical* 3: 39-67.

	Prof. (m)	01/03	08/04	03/05	07/06	05/07	19/07	09/08	18/08	06/09	20/09	06/10
Oxygène (mg.l ⁻¹)	-0,3	14,3	9,9	8,7	6,2	7,8	7,9	10,0	10,4	8,6	9,8	5,3
	-0,5	14,3	9,8	8,6	6,1	7,8	8,0	10,0	10,0	8,8	9,9	6,0
	-1	17,3	9,8	8,9	6,0	7,6	7,6	9,4	6,3	6,7	7,4	5,2
	-1,5	18,3	9,7	8,8	6,0	6,8	6,9	9,3	5,2	5,4	6,5	4,1
	-2	16,3	9,6	12,2	6,5	6,6	6,5	7,5	5,2	4,7	6,4	3,0
	-2,5	11,4	9,6	10,2	6,2	0,2	1,2	4,0	0,5	0,3	6,3	2,3
	-3	5,9	0,1	0,5	0,5	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	1,6
	-3,5	3,5										
Oxygène (% sat.)	-0,3	125	90	92	65	95	98	130	126	95	102	53
	-0,5	124	87	96	67	95	100	130	120	97	102	57
	-1	144	88	97	65	92	95	121	75	81	75	50
	-1,5	147	84	93	64	86	86	119	62	58	66	38
	-2	130	85	130	70	80	80	96	61	51	66	30
	-2,5	90	83	98	65	2	15	51	6	3	63	21
	-3	48	1	1	5	0	1	1			2	16
	-3,5	29										
pH	-0,3	8,57	8,60	8,52	7,96	8,06	8,05	8,12	8,23	6,05	8,61	7,25
	-0,5	8,57	8,59	8,49	7,93	8,09	8,07	8,17	8,26	6,03	8,62	7,33
	-1	8,60	8,59	8,49	7,92	7,93	7,95	8,21	8,18	6,00	8,25	7,38
	-1,5	8,58	8,58	8,49	7,90	7,97	7,96	8,22	8,06	5,96	7,99	7,39
	-2	8,50	8,57	8,68	7,99	7,92	7,90	8,30	7,97	5,89	8,10	7,41
	-2,5	8,49	8,56	8,52	7,92	7,20	7,40	8,03	7,59	6,02	8,07	7,39
	-3	7,91	8,52	7,32	7,24	6,92	7,03	7,38	7,00	5,80	7,51	7,37
	-3,5	7,61										
Température (°C)	-0,3	7,0	10,8	19,4	19,9	26,2	26,1	28,5	23,6	19,5	16,1	15,8
	-0,5	7,0	10,8	19,3	19,6	26,2	26,1	28,4	23,1	19,5	15,5	15,6
	-1	6,8	10,8	18,3	19,2	26,2	26,1	28,0	22,5	19,0	15,2	14,9
	-1,5	5,6	10,7	18,1	18,9	26,2	26,1	27,6	22,1	18,8	15,2	14,7
	-2	4,8	10,6	15,9	18,8	26,1	25,5	27,2	21,9	18,8	15,2	14,6
	-2,5	4,9	10,5	14,1	18,7	24,4	24,3	26,8	21,7	18,8	15,2	14,6
	-3	5,2	10,5	13,3	18,7	23,6	23,6	26,4	21,5	18,6	15,3	14,7
	-3,5	5,5										
Potentiel Redox mV (H ⁺)	-0,3	356	284	222	279	230	222	283	273	139	330	319
	-0,5	345	286	220	279	230	219	272	273	134	331	320
	-1	338	288	233	281	232	221	269	273	148	334	321
	-1,5	323	289	229	282	238	237	269	272	159	331	325
	-2	323	291	224	282	236	229	242	254	127	319	327
	-2,5	320	294	218	283	-13	59	-20	-23	171	311	317
	-3	325	187	242	24	-143	-143	-154	-150	110	38	87
	-3,5	96										
Conductivité (mS.cm ⁻¹)	-0,3	1,80	1,78	1,76	1,74	1,74	1,74	1,55	1,49	1,50	1,48	1,52
	-0,5	1,80	1,78	1,76	1,75	1,74	1,74	1,55	1,49	1,50	1,48	1,52
	-1	1,80	1,78	1,77	1,75	1,75	1,75	1,55	1,50	1,50	1,48	1,52
	-1,5	1,81	1,78	1,77	1,75	1,75	1,75	1,53	1,50	1,50	1,48	1,52
	-2	1,83	1,78	1,74	1,75	1,75	1,75	1,51	1,50	1,50	1,48	1,53
	-2,5	1,85	1,78	1,76	1,75	1,60	1,70	1,50	1,53	1,54	1,50	1,53
	-3	1,88	1,45	1,53	1,51	1,62	1,57	1,48	1,53	1,54	1,50	1,54
	-3,5	1,89										

Tableau 1. Données physico-chimiques obtenues à la verticale du point de profondeur maximale de l'étang des Francs-Pêcheurs, du 1 mars au 6 octobre 1994.

Table 1. Physico-chemical data during 1994 at the maximal depth point in *Francs-Pêcheurs* lake.

	01/03	08/04	03/05	07/06	05/07	19/07	09/08	18/08	06/09	20/09	06/10
Chlorophylle a ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	3	43	5	2	9	16	49	77	35	66	33
Phéocopigments ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	-	0,1	< 0,1	7	8	29	2	36	62	16	14
Transparence (m)	0,85	0,85	1,50	2,00	1,50	1,50	0,80	0,50	0,40	0,30	0,50
Millions algues.l ⁻¹	37,2	30,1	5,8	1,8	1,8	21,4	86,5	123,6	421,8	167,5	148,5
MES (mg.l^{-1})	7	25	5	4	5	7	10	15	21	18	13
C.O.T. (mgO.l^{-1})	8,3	5,4	8,3	8,0	8,5	8,1	6,1	14,4	12,3	14,6	13,2
DBO ₅ (mgO.l^{-1})	3	8	3	3	5	5	4	7	6	7	5
Ca ²⁺ (mg.l^{-1})	260	167	252	241	247	256	264	270	254	257	258
HCO ₃ ⁻ (mg.l^{-1})	-	-	-	127	122	134	115	117	90	102	105
Cl ⁻ (mg.l^{-1})	85	71	86	85	87	88	89	92	90	87	89
SO ₄ ²⁻ (mg.l^{-1})	495	860	747	946	760	640	811	693	675	737	987
Ntk (mg.l^{-1})	1,0	1,5	< 0,5	< 0,5	1,6	0,7	12,5	1,5	3,0	2,0	2,0
NH ₄ ⁺ (mg.l^{-1})	0,05	0,02	0,05	0,02	0,10	0,10	0,05	0,10	0,05	0,07	0,25
NO ₃ ⁻ (mg.l^{-1})	0,05	0,05	0,10	0,25	0,20	0,20	0,10	0,20	0,05	0,50	0,20
NO ₂ ⁻ (mg.l^{-1})	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
PO ₄ ³⁻ (mg.l^{-1})	0,05	0,05	0,10	0,05	0,02	0,05	0,05	0,05	0,02	0,05	0,02
Prot. (mg.l^{-1})	0,15	0,20	0,25	0,10	0,10	0,41	0,05	0,10	0,10	0,60	0,10

Tableau 2. Evolution de quelques paramètres physico-chimiques analysés pour l'eau de subsurface de l'étang des Francs-Pêcheurs au cours de la période du 1^{er} mars au 6 octobre 1994.

Table 2. Chemical and algal data measured during 1994 on the subsurface water in *Francs-Pêcheurs* lake.